Journal of Water & Wastewater
Science & Engineering (jwwse)
Vol. 3, No. 4., PP. 73-89, Winter 2019
DOI: 10.22112/jwwse.2019.153450.1116

نشریه علمی- ترویجی
علوم و مهندسی آب و فاضلاب
سال سوم، شماره ۴، صفحات ۷۳-۸۹، زمستان ۱۳۹۷

A Review on the Efficiency of Denitrification Bioreactors in Nitrate Removal from Agricultural Drainage Water

Hedieh Ahmadpari[1] and Seyyed Ebrahim Hashemi Garmdareh[2*]
1- M.Sc. Student, Department of Irrigation and Drainage, Collage of Aburaihan, University of Tehran, Pakdasht, Iran.
2-Assistant Professor, Department of Irrigation and Drainage, Collage of Aburaihan, University of Tehran, Pakdasht, Iran.
* Corresponding author, Email: sehashemi@ut.ac.ir

Received: 23/10/2018
Revised: 20/01/2019
Accepted: 20/01/2019

Abstract

One of the most important problems in drainage systems is the leaching of nitrate and its entry into surface water resources. Increased concentration of nitrate in water resources causes health problems to human and animals. The denitrification process, as one of the suitable solutions for nitrate removal from contaminated water, faces restrictions in agricultural soils due to lack of the carbon materials. Providing carbon in the soil promotes the process and removes more nitrate from the environment. The use of organic materials as cheap and affordable carbon is one of the best options for this purpose. In fact, biofuel reactor are a simple and relatively inexpensive technology in which carbon sources are used to facilitate denitrification. The intensity of denitrification in biological reactors depends on the type of carbon source, temperature, water soluble oxygen, hydraulic residence time and hydraulic parameters. Studies have shown that biological reactors are capable of removing up to 99 percent of nitrates in agricultural drainage. In recent years, numerous studies have been accomplished on the use of biological reactors and their ability and how they are applied to remove nitrates. In this paper, biological bioreactors of denitrification have been investigated as a method for removing nitrate from agricultural drainage.

Keywords: Denitrification, Denitrification bioreactors, Drainage systems, Nitrate.

مروری بر کارایی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون در حذف نیترات از زهاب کشاورزی

هدیه احمدپری[1] و سید ابراهیم هاشمی گرم دره[2*]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران، پاکدشت، ایران
۲- استادیار گروه مهندسی آبیاری و زهکشی، دانشگاه تهران، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران، پاکدشت، ایران
* نویسنده مسئول، ایمیل: sehashemi@ut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۸/۰۱
تاریخ اصلاح: ۱۳۹۷/۱۰/۳۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۱۰/۳۰

چکیده

یکی از مهم‌ترین مشکل‌های سیستم‌های زهکشی، آب‌شویی نیترات و ورود آن به منابع آب سطحی است. افزایش غلظت نیترات در منابع آب باعث ایجاد مشکلاتی برای انسان‌ها و حیوان‌ها می‌شود. فرایند دنیتریفیکاسیون یکی از راه‌کارهای مناسب برای حذف نیترات از آب‌های آلوده است. این فرایند در خاک‌های کشاورزی به‌علت کمبود مواد کربنی با محدودیت مواجه است. تأمین کربن مورد نیاز در خاک باعث افزایش این فرایند و حذف بیشتر نیترات از محیط می‌شود. استفاده از مواد آلی به‌عنوان ماده کربنی ارزان قیمت و قابل‌دسترس یکی از بهترین گزینه‌ها برای این هدف است. در واقع راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون یک تکنولوژی ساده و نسبتاً ارزان هستند که در آن‌ها از منابع کربن برای تسهیل دنیتریفیکاسیون استفاده می‌شود. شدت دنیتریفیکاسیون در راکتورهای زیستی به نوع منبع کربنی مورد استفاده، دما، اکسیژن محلول در آب، زمان ماند هیدرولیکی و پارامترهای هیدرولیکی بستگی دارد. مطالعات صورت‌گرفته نشان‌داده است که راکتورهای زیستی توانایی حذف تا ۹۹ درصد از نیترات موجود در زهاب های کشاورزی را دارند. طی سال‌های اخیر تحقیقات متعددی در زمینه استفاده از راکتورهای زیستی به‌منظور حذف نیترات و توانایی و چگونگی کاربرد آن‌ها انجام شده است. در این مقاله راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون به‌عنوان یک روش برای حذف نیترات از زهاب کشاورزی مورد بررسی قرار می‌گیرند.

واژه های کلیدی: سیستم‌های زهکشی، نیترات، دنیتریفیکاسیون، راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

۱- مقدمه

افزایش آبیاری و به‌کار بردن آب‌های با کیفیت پایین باعث افزایش شوری و هم‌چنین ماندابی اراضی در سال‌های اخیر شده است. زهکشی و آب‌شویی مناسب مؤثرترین روشی است که در شرایط کنونی می‌تواند برای جلوگیری از روند شور شدن اراضی به‌کار برده شود. در این روش‌ها برای کاهش بیشتر شوری خاک نیاز به افزایش بیشتر مقدار آب کاربردی است که این آب مازاد درصورت عدم خروج توسط زهکش‌های مناسب صعود سطح آب‌های زیرزمینی و به‌دنبال آن مشکلات زهکشی را به‌دنبال خواهد داشت. اگرچه آب شویی نمک‌ها، یکی از اهداف اصلی نصب سیستم‌های زهکشی است، ولی آب‌شویی مواد دیگری از قبیل آفتکش‌ها و کودها و وارد شدن آن‌ها به آب‌های سطحی یکی از بزرگترین معایب این سیستم‌ها است. وارد شدن این مواد به آب‌های سطحی باعث آلوده شدن آب‌های سطحی و هم‌چنین ایجاد مشکلات زیست محیطی می‌شود (Wang et al., 2009). یکی از مهم‌ترین این آلاینده‌ها، نیترات است. امروزه افزایش غلظت نیترات در محیط‌های آبی به‌خصوص در آب آشامیدنی به یک مسئله مهم تبدیل شده است. زیرا گزارش هایی مبنی بر اثرات سوء کوتاه و بلندمدت نیترات بر انسان از جمله بیماری متموگلوبینمیا[1] یا سندروم کودک آبی[2]، اثرات منفی بر رشد جنین و هم‌چنین سرطان‌های گوارشی ارائه شده است (Gilchrist et al., 2010). روش‌های متعددی به‌منظور حذف آلاینده‌های نیترات از آب‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد که هرکدام از این روش‌ها نقاط قوت و ضعف مخصوص خود را دارند و کارایی آن‌ها وابسته به هزینه، کیفیت آب، مدیریت مواد باقیمانده و الزامات بعد از تصفیه است. تحقیقات صورت گرفته در جهان حاکی از آن است که برای نیترات‌زدایی از زهاب زهکشی روش دنیتریفیکاسیون نسبت به دیگر روش‌های حذف نیترات هزینه کمتر و عملکرد بهتری دارد (Warneke et al., 2011; Schipper et al., 2010). احیای نیترات یا نیتریت به گازهای نیتروژنه شامل اکسید نیتروژن (NO)، اکسید نیترو (N_2O) و گاز نیتروژن (N_2) را دنیتریفیکاسیون می‌گویند که به‌صورت بیولوژیک و شیمیایی از طریق رابطه (۱) اتفاق می‌افتد. دنیتریفیکاسیون توسط گروهی از میکروارگانیسم‌ها که بیشتر در محیط بی‌هوازی فعالیت می‌کنند انجام می‌شود. اگرچه گزارش‌هایی در مورد فعالیت دنیتریفیکاتورهای هوازی نیز ارائه شده است (Robertson et al., 1984)، ولی بیش از ۹۹ درصد از دنیتریفیکاسیون توسط دنیتریفیکاتورها در شرایط بی‌هوازی و در غیاب اکسیژن صورت می‌گیرد (Van Rijn et al., 2006). میکروارگانیسم‌های دنیتریفیکاتور نیترات را به‌عنوان گیرنده الکترون برای تنفس مورد استفاده قرار می‌دهند. حذف نیترات از طریق واکنش نیمه‌عمر رابطه (۲) صورت می‌گیرد.

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2 \quad (۱)$$

$$NO_3^- + 6H^+ + 5e^- \leftrightarrow 0.5N_2\,(g) + 3H_2O \quad (۲)$$

از منظر بیوشیمی دنیتریفیکاسیون فرآیند باکتریایی است که در آن اکسید نیتروژن (به‌صورت اشکال یونی و گازی) به‌عنوان گیرنده نهایی الکترون در انتقال تنفسی الکترون شرکت می‌کند. الکترون‌ها از یک الکترون دهنده (سوبسترا، ترکیبات آلی) از طریق سیستم‌های حمل متعددی انتقال داده می‌شوند تا به‌شکل نیتروژن اکسید شده برسند. انرژی آزاد شده حاصله در پی فرآیند فسفری در آدنوزین تری فسفات[3] (ATP) ذخیره میشود و به‌وسیله ارگانیسم‌های دنیتریفایر برای تنفس سلولی مصرف می‌شود (Brix et al., 2003). نیتروژن آخرین محصول این فرایند است، اما ممکن است تحت شرایط خاصی باعث افزایش محصولات واکنش‌های میانی شامل NO_2، NO و N_2O شود. اکسیژن به‌عنوان مهمترین عامل تنظیم کننده دنیتریفیکاسیون است. شدت انجام دنیتریفیکاسیون بستگی کامل به شرایط محیطی دارد، زیرا معمولاً دنیتریفیکاتورها در تمام خاک‌ها به‌تعداد خیلی زیاد وجود دارند، ولی تنها درصورت ایجاد بعضی شرایط خاص به‌طور قابل‌توجهی سبب احیای نیترات‌ها می‌شوند. این عوامل شامل موجود بودن نیترات فراوان، کمبود اکسیژن، مواد آلی، گیاهان، رطوبت، pH و دمای مناسب است. در صورتی‌که pH کمتر از ۵ و میزان اکسیژن در محیط زیاد باشد، در این‌صورت کاهش نیترات در مسیر دنیتریفیکاسیون کامل نمی‌شود و تولید NO و N_2O افزایش می‌یابد (Beckman, 2005). دنیتریفیکاتورهای هتروتروف به‌عنوان مهم ترین دنیتریفیکاتور در طبیعت شناخته می‌شوند و ترکیبات کربنی آلی و الکترون را به‌عنوان منبعی برای تولید انرژی مصرف می‌کنند. این ترکیبات شامل کربوهیدرات‌ها، الکل های آلی، اسیدهای آمینه و اسیدهای چرب هستند. البته در شرایط کمبود کربن محلول در طبیعت دنیتریفیکاتورهای غالب دنیتریفیکاتورهای اتوتروف هستند که از ترکیبات معدنی مانند

منگنز و آهن به‌عنوان منبع الکترونی و کربن معدنی به‌عنوان منبع کربنی استفاده می‌کنند (Van Rijn et al., 2006) و درنهایت نیترات را به گاز نیتروژن تبدیل می‌کنند (Schipper et al., 2010). در بیشتر سیستم‌هایی که از دنیتریفیکاسیون هترتروف استفاده می‌شود، این فرآیند با عبور دادن آب آلوده به نیترات از میان یک محیط حذف شامل مواد کربنی، شدت دنیتریفیکاسیون افزایش یافته و باعث حذف نیترات و اصلاح آب آلوده به نیترات می‌شود. استفاده از این نوع راکتورهای زیستی یک روش مناسب به‌منظور حذف نیترات از زهاب زهکش‌های زیرزمینی است. در مطالعات انجام شده در دو دهه اخیر، منابع کربنی آلی مختلفی به‌عنوان ماده کربنی به‌منظور افزایش فعالیت دنیتریفیکاتورها در مزرعه مورد استفاده قرار گرفته‌اند و نتایج نشان داده است که می‌توان از این مواد در محیط زهکش با راندمان بالایی برای حذف نیترات استفاده نمود (Boley et al., 2003; Hashemi et al., 2011). بنابراین با توجه به موضوع گفته شده، هدف از این پژوهش بررسی و معرفی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون و عوامل موثر بر آن ها به‌عنوان یک روش برای تصفیه نیترات زهکشی کشاورزی است.

۲- راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

دنیتریفیکاسیون میکروبی فرایندی است که طی آن نیترات به گاز نیتروژن تبدیل می‌شود. اما این فرایند در خاک‌های زیرسطحی در اثر کمبود منابع کربن با محدودیت مواجه است (Cambardella et al., 1994). چندین راه‌کار دنیتریفیکاسیون برای کاهش نیترات در زهکش‌های زیرزمینی ارائه شده است. همه این راه‌کارها با ایجاد یک محیط از منابع کربنی و عبور آب زهکش از میان آن باعث افزایش دنیتریفیکاسیون و حذف نیترات از محیط می‌شوند (Schipper et al., 2010). استفاده از راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون یک روش مناسب به‌منظور حذف نیترات از زهاب زهکش‌های زیرزمینی است. در مطالعات انجام شده در دو دهه اخیر، منابع کربنی آلی مختلفی به‌عنوان ماده کربنی به‌منظور افزایش فعالیت دنیتریفیکاتورها در مزرعه مورد استفاده قرار گرفته‌اند و نتایج نشان داده است که می‌توان از این مواد در محیط زهکش با راندمان بالایی برای حذف نیترات استفاده نمود (Boley et al., 2003; Hashemi et al., 2011). یک تحلیل اولیه هزینه به سود، نشان داده است که راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون یک روش مقرون‌به‌صرفه و تکمیل کننده دیگر روش‌های مدیریت کشاورزی هستند که منجر به کاهش آب‌شویی نیترات به آب‌های سطحی می‌شوند (Schipper et al., 2010).

۳- انواع راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

Schipper et al. (2010) در مطالعه‌ای تاریخچه‌ای از راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون، منابع کربنی جامد مورد استفاده، غلظت‌های نیترات و همچنین اثرات و فاکتورهایی که عملکرد آن‌ها را تحت تاثیر قرار می‌دهند را ارائه نموده‌اند. راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون شامل دیواره‌های دنیتریفیکاسیون، لایه‌های دنیتریفیکاسیون و بسترهای دنیتریفیکاسیون می‌شوند. این محققین عملکرد بسترها و دیواره های دنیتریفیکاسیون را در هر دو مطالعات میدانی و صحرایی با سرعت‌های ۰/۰۱ تا ۳/۶ گرم بر متر مکعب در روز برای دیواره‌ها و ۲ تا ۲۲ گرم بر مترمکعب در روز برای بسترها، موفقیت‌آمیز گزارش کرده‌اند. در زیر به شرح مختصری از هریک از این راکتورهای زیستی پرداخته شده است.

۳-۱- دیواره دنیتریفیکاسیون

دیواره دنیتریفیکاسیون دیواری نیمه نفوذپذیر است که بر سر راه سفره آب زیرزمینی آلوده به نیترات ساخته می‌شود و آب آلوده پس از عبور از آن تصفیه می‌شود (Della Rocca et al., 2007). در حقیقت دیواره دنیتریفیکاسیون از مواد غیرفعالی (Deactive) تشکیل شده که آلودگی نیتراتی را از آب آلوده جدا کرده و آن را تصفیه می‌کند (Robertson et al., 2007; Wu et al., 2017; Della Rocca et al., 2007). Long et al. (2011) دیواره‌های دنیتریفیکاسیون را موانع واکنش‌پذیر متخلخل و نفوذپذیر تعریف کرده‌اند، که در داخل سطح آب زیر زمینی نصب می شوند به‌طوری‌که آب زیرزمینی در سرتاسر آن دیوار، جریان می‌یابد و منبع کربنی ترکیب شده با خاک به‌عنوان منبع انرژی مورد نیاز دنیتریفیکاتورها درجهت تبدیل نیترات در آب زیرزمینی به گاز نیتروژن فعالیت می‌کند. در شکل ۱ نمایی از نحوه عملکرد دیواره دنیتریفیکاسیون نشان داده شده است.

۳-۲- بستر دنیتریفیکاسیون

بسترهای دنیتریفیکاسیون حوضچه‌هایی هستند که از منابع

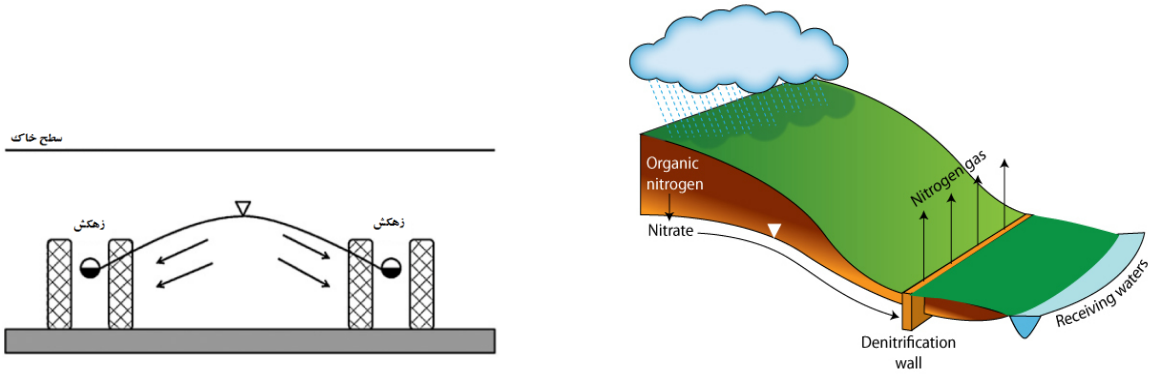
کربنی جامد پر شده اند و پساب زهکشی از یک سمت به آن وارد و از سمت دیگر از آن خارج می‌شود (شکل ۲) (Cameron and Schipper, 2010). منابع کربنی موجود در این بسترها به عنوان منبع انرژی برای دنیتریفایرها عمل میکند و موجب کاهش نیترات منابع تخلیه نقطه ای می شود و به‌این ترتیب نیترات موجود در پساب زهکشی توسط دنیتریفایرها به گاز نیتروژن تبدیل می شود (Warneke et al., 2011).

۳-۳-لایه های دنیتریفیکاسیون

لایه‌های دنیتریفیکاسیون لایه‌هایی افقی از مواد کربنی جامد هستند که در زیر خاک های آبیاری شده و دارای پساب، قرار گرفته اند (Schipper and McGill, 2008). Robertson and Cherry (1995) عملکرد یک لایه دنیتریفیکاسیون حاوی خرده چوب را که در منطقه غیر اشباع و زیر بستر نفوذ یک سیستم سپتیک معمولی قرار گرفته بود در طول یک‌سال مورد آزمایش قرار دادند. نتایج نشان داد که عملکرد لایه دنیتریفیکاسیون در حذف نیترات از آب موفقیت‌آمیز بوده است و راندمان حذف نیترات در آن ۶۰ تا ۸۰ درصد است. این محققین گزارش کردند که لایه های دنیتریفیکاسیون در مناطق غیر اشباع (در بالای سطح ایستابی) توانایی آن را دارند که همیشه اشباع و فاقد هوا بمانند و عملکرد خوبی در دنیتریفیکاسیون داشته باشند. شکل ۳ نمایی از نحوه عملکرد لایه دنیتریفیکاسیون نشان داده شده است.

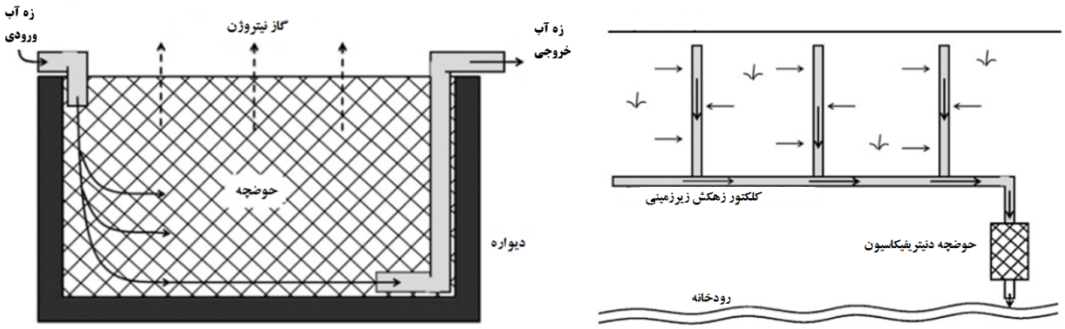
۴-مزایای راکتورهای زیستی(بسترهای) دنیتریفیکاسیون

در حال حاضر بسترهای دنیتریفیکاسیون به‌طور فزاینده‌ای مورد

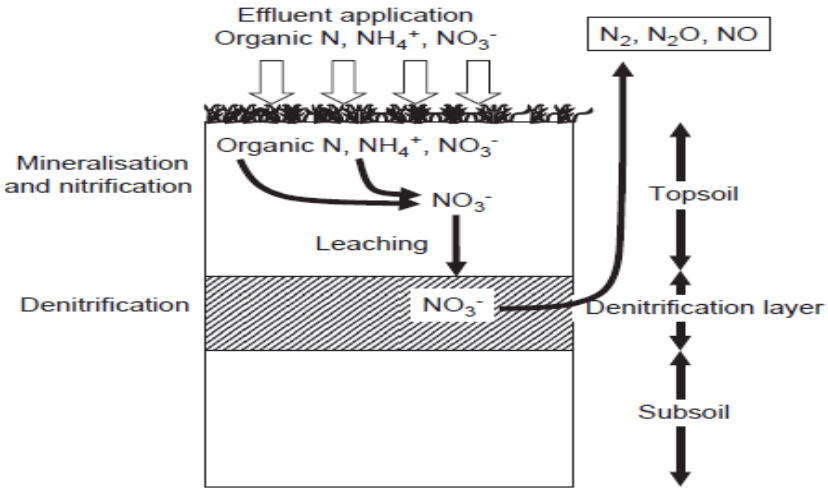


(الف) (ب)

شکل ۱- نحوه نصب دیواره دنیتریفیکاسیون: الف) در جریانهای زیرزمینی، ب) در کنار لوله زهکش (Schipper, 2013)



شکل ۲- نحوه اجرای حوضچه دنیتریفیکاسیون در انتهای خطوط زهکش (Schipper, 2012)



شکل ۳- نمودار مفهومی از یک لایه دنیتریفیکاسیون و انتقالات نیتروژن (Schipper and McGill, 2008)

استفاده قرار می‌گیرند تا نیترات اضافی را از منابع نقطه‌ای مانند پساب فاضلاب یا پساب زهکشی زیرزمینی مزارع کشاورزی حذف نمایند (Warneke et al., 2011). از مهم‌ترین مزایای بسترهای دنیتریفیکاسیون علاوه‌بر هزینه‌های پایین نصب و نگهداری آن‌ها نسبت به دیگر روش‌ها، توانایی بالای حذف نیترات بالا در آن‌ها است. به‌طوری‌که مطالعات نشان داده است که این بسترها توانایی حذف بیش از ۹۹٪ نیترات موجود در زهاب‌ها را دارا هستند (Robertson et al., 2005; Schipper et al., 2010). از دیگر مزایای بسترهای دنیتریفیکاسیون می‌توان به موارد زیر اشاره کرد (Robertson et al., 2005; Schipper et al., 2010; Cameron and Schipper, 2010).

۱- در اغلب مناطق برای ایجاد راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون نیاز به مصرف زمین زراعی نیست؛

۲- حذف نیترات بلافاصله به‌محض اتمام جریان آب آغاز می شود؛

۳- می‌توان آن را در منظره‌هایی که تالاب ساخته نمی‌شود، نصب کرد؛

۴- در مقایسه با نصب و راه‌اندازی تالاب هزینه آن کم است و می توان آن را در ترکیب با تالاب برای کاهش هزینه تصفیه زهکشی زیرزمینی در یک حوضه مورد استفاده قرار داد؛

۵- منابع کربنی که در این بسترها استفاده می شود کم‌هزینه هستند؛

۶- نصب و نگهداری آن‌ها ساده است؛

۷- قابل استفاده برای تصفیه زهاب در مقیاس بزرگ هستند.

۵- معایب راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

هرچند راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون به‌عنوان یک گزینه برای تصفیه آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی مورد آزمایش قرار گرفته‌اند، با این‌حال اثرات زیان‌آور این تکنولوژی تولید گازهای گلخانه‌ای و متیل جیوه است (Elgood et al., 2010). دنیتریفیکاسیون با کنترل کردن محصول اولیه به‌صورت غیرمستقیم باعث تغییر اقلیم جهانی می‌شود. علاوه‌بر این دنیتریفیکاسیون به‌صورت مستقیم با تولید NO و N_2O که هر دو از گازهای گلخانه‌ای هستند بر اقلیم جهانی تأثیر می‌گذارد. اثر تخریبی NO و N_2O، ۳۰۰ برابر بیشتر از CO_2 است. Moorman et al. (2010) میزان انتشار گاز گلخانه‌ای N_2O را در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون که بیش از ۹ سال در مزرعه کار کرده است را بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که N_2O خارج شده از آب زهکشی زیرزمینی موجود در راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون به‌میزان ناچیزی بیشتر از مقدار N_2O خارج شده در آب زهکشی زیرزمینی موجود در شاهد بود و تلفات N_2O از آب زهکشی زیرزمینی موجود در راکتور زیستی حدود ۰/۰۰۶۲ کیلوگرم N_2O-N بر کیلوگرم NO_3-N برآورد شد. Healy et al. (2012) میزان انتشار گاز گلخانه‌ای N_2O، CH_4 و CO_2 را در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که انتشار گازهای گلخانه‌ای متان و کربن دی‌اکسید زیاد بود ولی انتشار

اکسید نیتروژن (N_2O) به‌علت شرایط بی‌هوازی درون راکتور زیستی کم بود. Elgood et al. (2010) تولید گازهای گلخانه ای در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون بررسی کردند. نتایج نشان داد که متوسط تولید متان و اکسید نیتروژن (N_2O) در راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون به‌ترتیب حدود ۹۷۴ میکروگرم کربن در لیتر (μgCL^{-1}) و ۶/۴ میکروگرم نیتروژن بر لیتر (μgNL^{-1}) است و حباب های گازی محبوس در رسوبات پوشاننده راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون ترکیبی از متان (۶۴-۱۹ درصد)، کربن دی‌اکسید (۶ -۱ درصد) و اکسید نیتروژن (۲-۰/۵ قسمت در میلیون حجمی (ppmv)) بودند. با این‌حال نرخ انتشار حباب گاز در این مطالعه اندازه‌گیری نشده است. میزان تولید N_2O محلول از راکتورهای زیستی دینیتریفیکاسیون مشابه نرخ انتشار گزارش شده در برخی از زمین‌های کشاورزی ۰/۱– ۱۵میلی‌گرم نیتروژن بر متر مربع بر روز ($mgNm^{-2}\,d^{-1}$) است. همچنین CH_4 محلول در راکتور زیستی طی ماه های تابستان حدود ۱۲۳۶ میلی‌گرم کربن بر مترمربع بر روز ($mgCm^{-2}\,d^{-1}$) بود که این مقدار بیشتر از مقدار گزارش شده در برخی از رودخانه ها و مخازن (۶-۶۶ میلی گرم کربن بر مترمربع بر روز) و کمتر از میزان گزارش شده در برخی از تاسیسات تصفیه‌خانه فاضلاب (۱۹/۵۰۰-۳۸۰۰۰ میلیگرم کربن بر مترمربع بر روز) است. Warneke et al. (2011) تولید گازهای گلخانه‌ای N_2O، CH_4 و CO_2 در یک بستر دنیتریفیکاسیون را مورد بررسی قرار داند. نتایج آن‌ها نشان داد که از سطح بستر به‌طور متوسط حدود ۷۸/۵۸ میکروگرم N_2O-N بر مترمربع بر دقیقه، ۰/۲۳۸ میکروگرم CH_4 بر مترمربع بر دقیقه و ۱۲/۶ میلیگرم CO_2 بر مترمربع بر دقیقه انتشار یافت. در امتداد طول بستر غلظت N_2O-N محلول افزایش یافت و بستر به‌طور متوسط حدود ۳۶۲ گرم N_2O-N محلول را در روز آزاد می‌نمود. غلظت CH_4 محلول نشان داد که در امتداد طول بستر بدون روند بوده است و در دامنه ۵/۲۸ تا ۳۴/۲۴ میکروگرم بر لیتر قرار داشت. به‌طور کلی نتایج این محققین نشان داد که بسترهای دنیتریفیکاسیون اگر چه ابزاری کارآمد برای حذف بالای نیترات پساب ها هستند اما مقداری هم گازهای گلخانه ای تولید می‌کنند و اگر قرار است بسترهای دنیتریفیکاسیون به‌طور معمول استفاده شود نیاز است که مکانیزم کاهش تولید گازهای گلخانه ای نیز بررسی شود. David et al. (2016) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون که از خرده چوب ساخته شده بود، اقدام به حذف نیترات پساب زهکشی نمودند. نتایج نشان داد که در حین حذف نیترات مقدار کمی N_2O منتشر میشود. Herbstritt (2014) مزایا و معایب زیست‌محیطی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون را بررسی نمود. نتایج نشان داد که راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون یک تکنولوژی موثر برای حذف نیترات از پساب زهکشی کشاورزی هستند ولی اثرات نامطلوبی مانند تولید گازهای متان و سولفید هیدروژن دارند که می توانند اثرات زیان‌آوری به محیط‌زیست وارد کنند. Li et al. (2017) به‌منظور تصفیه آلودگی نیتراتی آب زیرزمینی از خرده چوب و گوگرد در یک دیواره دنیتریفیکاسیون استفاده کردند. نتایج نشان داد که در حین حذف نیترات مقدار کمی نیتریت و آمونیوم نیز تولید می‌شود. Hashemi et al. (2011) نشان دادند که در حین حذف نیترات در دیواره‌های دنیتریفیکاسون مقدار کمی آمونیوم نیز تولید می‌شود.

۶- طراحی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

تاکنون تحقیقات زیادی در زمینه طراحی راکتورهای زیستی برای دنیتریفیکاسیون انجام شده است (Reising and Schroeder, 1996; McCleaf and Schroeder, 1995). در بیشتر این سیستم ها، با عبور دادن آب آلوده به نیترات از میان یک محیط حذف شامل مواد کربنی، شدت دنیتریفیکاسیون افزایش یافته و باعث حذف نیترات و اصلاح آب آلوده می شود. روش‌های طراحی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون زهکشی کشاورزی باید با سیستم های جدیدی بهینه سازی شوند تا بهبود کیفیت آب حداکثر شود (Christianson et al., 2013). Christianson et al. (2013) مدلسازی و کالیبراسیون معیارهای طراحی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون زهکشی را بررسی کردند. تجزیه و تحلیل شبیه سازی مدل نشان داد که روند طراحی راکتورهای زیستی با توجه به سرعت جریان و زمان ماند باید به گونه‌ای باشد که نرخ جریان طراحی ۱۰ تا ۲۰ درصد حداکثر نرخ جریان پیش‌بینی شده در زمان ماند طراحی ۶ تا ۸ ساعت باشد. این محققین نتیجه گرفتند که روش طراحی اصلی باید به‌روزرسانی و اصلاح شود و راکتورهای زیستی ای تولید شود که نسبت طول به عرض آن‌ها زیاد باشد تا عملکرد میزان حذف نیترات و نرخ حذف نیترات را بهبود دهد. Christianson et al. (2011) از مجموعه‌ای از راکتورهای زیستی زهکشی در مقیاس پایلوت استفاده نمودند تا تاثیر شکل هندسی راکتورهای

زیستی بر خواص هیدرولیکی راکتورهای زیستی بررسی شود و همچنین میزان حذف نیترات تحت شرایط پایدار تعیین شود. بدین منظور راکتورهای زیستی با هندسه‌های مختلف مقطعی (شکل مقطع‌های مختلف) ولی با عمق مشابه و حجم کل برابر را مورد ارزیابی قرار گرفتند. نتایج نشان داد که درصد کاهش توده نیترات پساب با زمان ماند هیدرولیکی نظری همبستگی خطی داشت و ۳۰ تا ۷۰ درصد حذف NO_3-N در زمان ماند ۴ تا ۸ ساعت مشاهده شد. آزمون ردیاب نشان داد که زمان ماند هیدرولیکی درجا به‌میزان قابل‌ملاحظه‌ای (یعنی حداقل ۱/۵ برابر) از زمان ماند هیدرولیکی نظری بیشتر است. احمدپری (۱۳۹۶) به منظور بررسی شکل مقطع بر میزان حذف نیترات، سه مقطع هیدرولیکی نیم‌دایره، مثلث و مستطیل ولی با عمق مشابه و حجم یکسان را در مقیاس پایلوت مورد ارزیابی قرار داده و نشان داد که با افزایش طول میزان راندمان حذف نیترات افزایش می‌یابد و سطح مقطع مثلث بیشترین راندمان حذف را دارا است. براساس نتایج محققین در زمینه طراحی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون میتوان گفت عواملی مهم تاثیرگذار بر روی راندمان حذف نیترات شامل زمان ماند هیدرولیکی، اندازه راکتورهای زیستی، درجه حرارت، طراحی ورودی و خروجی، اکسیژن محلول در ورودی و شکل هندسی راکتورهای زیستی هستند (Christianson et al., 2011; Schipper et al., 2010). Ghane et al. (2015) در یک بستر دنیتریفیکاسیون حذف نیترات را با سنتیک‌های Michaelis–Menten مدل سازی کردند. نتایج نشان داد که این سنتیک‌ها نرخ حذف نیترات در بستر دنیتریفیکاسیون را به‌خوبی توصیف می‌کنند. هم‌چنین این پژوهشگران گزارش کردند که این مدل می‌تواند در طراحی بسترهای دنیتریفیکاسیون به‌منظور افزایش کارایی حذف نیترات و بهبود کیفیت پساب زهکشی به‌کار گرفته شود. Ghane et al. (2014) در یک راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون که از خرده چوب ساخته شده بود، اقدام به اندازه‌گیری سرعت حرکت آب در راکتورهای زیستی نمودند و سپس از معادلات Forchheimer و Darcy سرعت جریان را برآورد نمودند. نتایج نشان داد که معادله Forchheimer سرعت جریان آب در راکتورهای زیستی را به‌خوبی پیش‌بینی می‌کند در حالی‌که معادله دارسی در پیش‌بینی سرعت آب در راکتورهای زیستی کارایی ندارد. بنابراین در طراحی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون باید این نکته را درنظر گرفت که تنها شرط جریان آرام درون راکتورهای زیستی برای توصیف سرعت جریان آب در آن کافی نیست و نباید برای پیش‌بینی سرعت جریان آب درون راکتورهای زیستی از معادله دارسی استفاده نمود.

۷- منابع کربنی مورد استفاده در راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

کاربرد دنیتریفیکاسیون فاز جامد (کاربرد منابع کربنی جامد) برای حذف نیترات از آب‌های زیرزمینی و آشامیدنی توسط محققان زیادی گزارش شده است (Boley et al., 2000). مواد کربنی که از آن‌ها در راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون استفاده می‌شود باید با محیط سازگار باشند. این مواد باید به گونه‌ای باشند که محصول واکنش آن‌ها و نیترات، هیچ گونه تاثیر مضری روی محیط زیست اطراف خود نداشته باشد و به یک منبع آلودگی در آینده تبدیل شوند. برای این‌که هزینه های ناشی از راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون حداقل مقدار باشد، باید موادی انتخاب شوند که دوام طولانی داشته و در طول زمان در اثر واکنش زوال پیدا نکنند. همچنین ماده موردنظر باید کمترین مزاحمت را برای حرکت آب درون خود فراهم کند. Schipper et al. (2010) گزارش کردند که بسیاری از منابع کربن مانند دانه خرد شده ذرت، ساقه ذرت، نی و غیره ممکن است میزان حذف نیتراتی بیش از چوب داشته باشند ولی باید بستر یا دیواره را در مدت زمان کوتاهی از این مواد پر کرد چون تخلیه کربن آن‌ها سریع صورت می‌گیرد. Cameron et al. (2012) گزارش کردند که دما و موجودیت منبع کربنی فاکتورهای با اهمیت‌تری در مقایسه با سایر فاکتورهای تاثیر گذار بر روی نرخ حذف نیترات طی فرایند دنیتریفیکاسیون هستند. مطالعات بر روی دیواره و بستر دنیتریفیکاسیون در مقیاس میدانی نشان می‌دهد که در اکثر آن‌ها از تولیدات چوب (پوشال و چوب) استفاده شده است، چون این مواد به‌مقدار زیاد در دسترس بوده و هزینه کم و نفوذپذیری و نسبت کربن به نیتروژن بالایی دارند (Gibert et al., 2008; Robertson and Merkley, 2009). Lepine et al. (2016) در یک دوره ۲۶۸ روزه با استفاده از بسترهای دنیتریفیکاسیون خرده‌های چوب مدت زمان ماند هیدرولیکی بهینه را برای یک بستر پایلوت محاسبه نمودند. در این تحقیق میزان زمان ماند هیدرولیکی بین ۶/۶ تا ۵۵ ساعت و غلظت نیترات ورودی بین ۳۰ تا ۸۰ میلی‌گرم در

لیتر متغیر بود. در این مطالعه میزان سرعت حذف نیترات بیش از ۳۹ گرم نیتروژن در مترمکعب در روز به‌دست آمد که بیشتر از مطالعات پیشین بود. Wu et al. (2013) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون از پلیمر زیست تخریب‌پذیر[۴] به‌عنوان ماده کربنی استفاده کردند و عملکرد آن‌را در حذف نیترات از محلول آبی مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که راندمان حذف نیترات آن ۹۵ درصد بوده و پلیمر زیست تخریب‌پذیر، ماده کربنی مناسبی برای دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی است. Hashemi et al. (2011) با استفاده از ستون‌های آزمایشگاهی چهار ماده کربنی خرده چوب، شلتوک برنج، برگ نخل خرما و پوشال جو را مورد آزمایش قرار دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که به ترتیب برگ نخل خرما، پوشال جو، شلتوک برنج و چوب بیشترین مقدار حذف نیترات را داشتند. Greenan et al. (2006) از خرده چوب، مقوا و ساقه‌های ذرت به‌عنوان ماده کربنی اضافی به‌صورت آغشته به روغن سویا و بدون استفاده از روغن سویا در آزمایش‌های خود استفاده کردند. نتایج کار آن‌ها نشان داد که عملکرد ساقه های ذرت در مقایسه با دیگر مواد در کاهش نیترات آب بهتر بوده و همچنین افزودن روغن سویا به خرده چوب سبب افزایش راندمان حذف نیترات از آب شده است. Hernandez et al. (2008) از پوست درخت کاج و الیاف نارگیل برای حذف فلزات و نیترات از لجن فاضلاب استفاده نمودند. نتایج تحقیقات آن‌ها نشان داد که هر چند هر دو ماده مؤثر هستند ولی پوست درخت کاج از کارایی بیشتری در زمینه حذف نیترات برخوردار است. Bucco et al. (2014) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون از بامبو به‌عنوان منبع تلقیح که در آن تعداد زیادی از میکروارگانیسم های دنیتریفایر وجود دارد؛ و از اتانول به‌عنوان منبع کربنی استفاده نمودند و عملکرد این راکتورهای زیستی را در حذف نیترات از آب آشامیدنی مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که راندمان حذف نیترات در این راکتورهای زیستی ۸۰ درصد است. Liang et al. (2015) عملکرد یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون که از کاه برنج ساخته شده بود، را بررسی کردند. نتایج نشان داد که در زمان ماند هیدرولیکی ۲۴ ساعت غلظت نیتروژن نیتراتی و نیتروژن آمونیومی پساب زهکشی به‌ترتیب حدود ۵۳ و ۲۵ درصد کاهش یافت. Wu et al. (2013) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون از پلی-کاپرولاکتون به‌عنوان ماده کربنی استفاده کردند و عملکرد آن‌را در دنیتریفیکاسیون مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که راندمان حذف نیترات آن ۹۳ درصد بوده و پلی‌کاپرولاکتون[۵] ماده کربنی مناسبی برای دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی است. Li et al. (2014) به‌منظور تصفیه آلودگی نیتراتی آب زیرزمینی از زئولیت در یک دیواره دنیتریفیکاسیون استفاده کردند. نتایج نشان داد که راندمان حذف نیترات در دیواره دنیتریفیکاسیون ۹۷/۷ درصد است. Li et al. (2017) به‌منظور تصفیه آلودگی نیتراتی آب زیرزمینی از ساقه‌های ذرت به‌عنوان منبع کربنی در یک دیواره دنیتریفیکاسیون استفاده کردند. نتایج نشان داد که راندمان حذف نیترات در دیواره دنیتریفیکاسیون ۹۵ درصد است و ساقه‌های ذرت به‌عنوان یک منبع کربنی پتانسیل خوبی برای دینیتریفیکاسیون دارند. Cameron et al. (2010) مشاهده کردند که براده‌های ذرت بدون این‌که منجر به کاهش هدایت هیدرولیکی شوند نیترات بیشتری را در مقایسه با براده‌های چوب حذف نمودند. بنابراین منابع کربنی متفاوت میتوانند اثرات متفاوتی بر روی هدایت هیدرولیکی اشباع و تخلخل موثر داشته باشند. Schipper et al. (2010) از چوب درختان به‌عنوان منابع کربنی در بسترهای دنیتریفیکاسیون و زهکش‌های مزرعه استفاده کرده و اعلام کردند که استفاده از منابع کربن منجر به کاهش غلظت نیترات زهآب میشود و یک تکنولوژی موثر و در عین‌حال کم‌هزینه است. Elgood et al. (2010) برای حذف نیترات در راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون از خرده چوب درخت کاج استفاده نمودند. نتایج نشان داد که در طی یک دوره یک‌ساله متوسط ماهانه حذف نیترات از پساب در دامنه ۱۸ تا ۱۰۰ درصد یعنی حدود ۰/۳-۲/۵ میلی گرم در لیتر N است. Healy et al. (2012) نرخ حذف نیترات را در مدیای مختلف کربن آلی مقایسه نمودند. مقایسه مدیاهای مختلف کربن در شرایط پایدار نشان داد که راکتورهای زیستی کاه جو و مقوا دارای بیشترین شار کربنی بوده و بیشترین حذف نیترات را دارا هستند. Greenan et al. (2006) گزارش کردند که برای ذرات چوب و مقوای نازک که ضخامتی کمتر از ۲ میلی‌متر دارند میزان حذف نیترات بیشتر است. Van Driel et al. (2006) میزان حذف نیترات در دو بستر دنیتریفیکاسیون که یکی از ذرات درشت و دیگری ذرات ریز ساخته شده بود مقایسه کردند. نتایج نشان داد که میزان حذف نیترات برای ذرات درشت حدود ۵/۹ گرم نیتروژن بر مترمکعب بر روز و برای ذرات ریز ۵/۵ گرم نیتروژن بر مترمکعب بر روز است. Gibert et al. (2008) و همچنین Cameron and

Schipper (2010) گزارش کردند که هیچ تفاوتی در میزان حذف نیترات چوب گونه‌های درختی درحال رشد (چوب نرم) و چوب سخت نیست و هردو گونه چوب سفت و نرم با مزیت کم یکی بر دیگری در آزمایش های میدانی به‌طور موفقیت‌آمیز استفاده شده است. Schipper et al. (2010) گزارش کردند که آزمایشاتی که در مقیاس آزمایشگاهی انجام میشود این فرصت را فراهم میکند تا میزان حذف نیترات و عملکرد هیدرولیکی ماده های کربنی متفاوت با هم‌دیگر مقایسه شوند ولی ممکن است میزان حذف نیترات و عملکرد هیدرولیکی حاصله از این مطالعات برای استفاده در تاسیسات بزرگ مقیاس قابل‌اعتماد و معتبر نباشد که این امر ناشی از تاثیر مقدار اکسیژن محلول در میزان حذف نیترات در آزمایشات کوچک مقیاس است. Jaynes et al. (2008) گزارش کردند که آزمایشات میدانی چندساله برای مدیای چوب در راکتورهای زیستی نشان داده است که میزان حذف نیترات اندازه‌گیری شده برای یک‌سال می‌تواند نماینده عملیات حذف نیترات در بلندمدت باشد. به‌همین خاطر Schipper et al. (2010) توصیه کردند که مطالعات آزمایشگاهی برای تشخیص ماده کربنی مطلوب به‌مدت حداقل یک‌سال انجام شود و در نهایت ماده کربنی که بین هزینه، در دسترس بودن آن و همچنین سرعت واکنش آن تعادل باشد انتخاب شود. در ایران نیز در مطالعات مختلف از چوب (هاشمی گرمدره، ۱۳۹۰؛ احمدپری، ۱۳۹۶)، باگاس نیشکر (مقیمی، ۱۳۹۴؛ تنگسیر، ۱۳۹۶؛ Hashemi et al., 2017)، برگ نخل خرما، شلتوک برنج و کاه جو (هاشمی گرمدره، ۱۳۹۰) به‌عنوان ماده مناسب در راکتورهای زیستی استفاده شده است.

۸- عوامل ضروری برای وقوع و تکمیل فرایند دنیتریفیکاسیون در راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

Greenan et al. (2006) حضور نیترات و کربن آلی را از عوامل تاثیرگزار بر سرعت فرایند دنیتریفیکاسیون تشخیص داده‌اند. Hill and Cardaci (2004) نشان دادند در صورتی که نیترات به‌اندازه کافی در دسترس باکتری‌های دنیتریفایر باشد، در آن‌صورت سرعت دنیتریفیکاسیون با افزایش مواد آلی، افزایش مییابد. Dodla et al. (2008) گزارش کرده اند که تنها مقدار مصرف مواد کربنی (کمیت مواد کربنی)، توسط باکتری‌های دنیتریفایر برای عملکرد خوب آن‌ها در یک بستر دنیتریفیکاسیون کفایت نمی‌کند بلکه کمیت و کیفیت هر دو بر فرایند دنیتریفیکاسیون موثر هستند. Chen et al. (2016) وجود مقادیر کافی از منابع کربنی یا نسبت کربن به نیتروژن (C: N) را یک فاکتور بسیار مهم برای اطمینان از راندمان حذف نیترات قابل‌قبول پیشنهاد داده اند. البته قابل ذکر است که، عامل تعیین کننده برای حذف نیترات، دسترسی باکتری‌های دنیتریفیکاتور به کربن است و هرگونه فرایندی که باکتری‌های دنیتریفیکاتور را از رقابت، برای دسترسی به کربن خارج کند موجب می‌شود میزان حذف نیترات در راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون کاهش پیدا کند (Schipper et al., 2010). اکسیژن محلول در آب ممکن است به میکروب‌های هوازی اجازه دهد که باکتری‌های دنیتریفیکاتور را از رقابت برای دسترسی به کربن خارج کند (Rivett et al., 2008). احتمال وقوع این مشکل بیشتر در زمان ماند کوتاه است و در راکتورهای زیستی بزرگ با زمان ماند طولانی این نگرانی کمتر وجود دارد (Schipper et al., 2010). Luo et al. (2014) در یک راکتورهای زیستی که در آن از پلی بوتیلن سوکسینات به‌عنوان منبع کربن استفاده شده بود، تاثیر اکسیژن محلول را بر دنیتریفیکاسیون هترتروفیک مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که اکسیژن محلول در راکتورهای زیستی موجب می‌شود تا از استفاده پلی بوتیلن سوکسینات به‌عنوان منبع کربن جلوگیری شود و همچنین تجزیه زیستی آن نیز افزایش یابد. آزمایش میدانی نشان داده است که حذف نیترات در بسترهای دنیتریفیکاسیون در ابتدا به‌علت بالا بودن اکسیژن محلول در آب و زمان ماند نسبتا کوتاه ناچیز است (Healy et al., 2006).

۹- تاثیر درجه حرارت بر میزان دنیتریفیکاسیون در راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

به‌طور کلی سرعت واکنش های بیولوژیکی با افزایش دما افزایش می یابد (Schipper et al., 2010). بررسی سرعت واکنش در انواع مطالعاتی که محدودیت نیترات وجود نداشت نشان داد که یک رابطه مثبت بین حذف نیترات و میانگین سالانه دما وجود دارد (Robertson et al., 2008, 2009; Cameron and Schipper, 2010). آزمایش میدانی راکتورهای نزدیک به سطح در کانادا نشان داده است حذف نیترات از پساب با سرعت متوسط ۲ گرم نیتروژن بر مترمکعب در روز در دمای کمتر از ۵-۱ درجه سانتیگراد ادامه می‌یابد (Robertson and Merkley,

(2009; Robertson et al., 2009; Elgood et al., 2010). مطالعه بعدی نشان داد که در راکتورهای زیستی بستر جریان عملیات حذف نیترات در طول فصل زمستان ادامه داشت، اگرچه سطح جریان یخ زده بود (Schipper et al., 2010). این مطالعات با استفاده از طیف وسیعی از مواد مانند ذرات چوب انجام شد و این احتمال وجود دارد که سایر عوامل مانند تجزیه‌پذیری لایه‌های مختلف کربنی نیز تحت‌تاثیر واکنش درجه حرارت قرار دارند (Schipper et al., 2010). مطالعه ای که توسط Cameron and Schipper (2010) بر روی ساقه ذرت صورت گرفت حاکی از آن است که میزان حذف نیترات در درجه حرارت بالا کاهش یافت زیرا کربن ناپایدار در درجه حرارت بالا به سرعت از چوب ذرت تخلیه می شود، در حالی‌که سرعت حذف نیترات با افزایش درجه حرارت افزایش می یابد. Warneke et al. (2011) نرخ حذف نیترات در یک بستر دنیتریفیکاسیون را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که نرخ حذف نیترات در طول آزمایش به کربن و درجه حرارت وابسته است. Robertson and Merkley (2009) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون تاثیر درجه حرارت آب و سرعت جریان را بر میزان دنیتریفیکاسیون بررسی نمودند. نتایج نشان داد که حذف توده نیترات با افزایش سرعت جریان افزایش می یابد تا زمانی که نرخ حذف نیترات متوقف نشود. این نرخ در دامنه ۱۱ میلی‌گرم N بر مترمربع بر ساعت در درجه حرارت ۳ درجه سانتی‌گراد تا ۲۲۰ میلی‌گرم N بر مترمربع بر ساعت در درجه حرارت ۱۴ درجه سانتی گراد قرار گرفت. Christianson et al. (2012) به ارزیابی عملکرد چهار راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون زهکشی کشاورزی در آیووا پرداختند. آن‌ها عوامل موثر بر عملکرد راکتورهای زیستی از قبیل زمان ماند، غلظت نیترات پساب، درجه حرارت، دبی جریان، نسبت طول به عرض، شکل مقطع و سن را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که دما و غلظت نیترات پساب از مهم‌ترین عوامل موثر بر کاهش بار نیترات و نرخ حذف نیترات هستند. هم‌چنین این محققین بیان نمودند که سرعت متغیر جریان و درجه حرارت آب زهکشی از چالش‌های عمده در طراحی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون به‌شمار می‌آیند. Hartz et al. (2017) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون که از خرده چوب ساخته شده بود، اقدام به حذف نیترات زهاب زهکشی در دو فصل زمستان و تابستان نمودند. نتایج نشان داد که در هر روز از فصل تابستان به‌طور متوسط حدود ۸ تا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر و در فصل زمستان در هر روز تقریبا ۵ میلی‌گرم در لیتر، نیترات حذف می شود. Hoover et al. (2016) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون که از خرده چوب ساخته شده بود، اقدام به حذف نیترات زهاب زهکشی در سه درجه حرارت ۱۰، ۱۵ و ۲۰ درجه سانتیگراد نمودند. نتایج نشان داد که با افزایش درجه حرارت، میزان کاهش غلظت NO_3–N افزایش می یابد. Ghane et al. (2016) عملکرد بسترهای دنیتریفیکاسیون را برای حذف نیترات از زهاب زهکشی در دماهای سرد (۹/۳-۷/۵ درجه سانتیگراد) مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که در دماهای ۹/۳-۷/۵ درجه سانتیگراد راندمان حذف نیترات حدود ۸/۷-۰/۴ درصد است و این نشان می دهد که نیاز به یک استراتژی برای افزایش حذف نیترات از زهاب زهکشی در دماهای سرد وجود دارد. این پژوهشگران گزارش کردند که با افزودن کربن قابل دسترس (به‌عنوان مثال استات) و اضافه نمودن باکتری‌های سازگار به سرما در راکتورهای زیستی می‌توان راندمان حذف نیترات را افزایش داد.

۱۰- تاثیر زمان نگهداشت هیدرولیکی بر عملکرد راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

Ueda et al. (2006) دریافتند که بدون در نظر گرفتن مقدار نسبت کربن به نیتروژن (C: N)، زمان نگهداشت هیدرولیکی باید برای تکمیل فرایند دنیتریفیکاسیون تنظیم شود. به‌طوری‌که کوتاه بودن این زمان میتوانست منجر به عملکرد ضعیف بسترهای دنیتریفیکاسیون شود. این محققین حداقل نسبت C:N و زمان نگهداشت هیدرولیکی را به‌ترتیب ۲ و ۰/۸ ساعت گزارش کردند. Calderer et al. (2014) کاهش تخلخل در نتیجه گرفتگی بیولوژیکی در محل لایه‌های آبدار را یکی از محدودیت‌های موفقیت‌آمیز بودن آزمایش‌های دنیتریفیکاسیون در این لایه‌ها گزارش کردند. نتایج تحقیق Cameron and Schipper (2012) نشان داد که بهبود راندمان هیدرولیکی بسترهای دنیتریفیکاسیون از طریق کاهش جریان کوتاه مدت، می‌تواند سرعت حذف طولانی مدت را افزایش داده و منجر به کاهش اندازه بستر و هزینه نصب پایینتر شود. Damaraju et al. (2015) در تحقیقی در زمینه بررسی تاثیر زمان نگهداشت هیدرولیکی و رشد بیومس در یک راکتور زیستی افقی ساخته شده از چوب سخت، مشاهده کردند که با افزایش زمان نگهداشت هیدرولیکی، راندمان حذف نیترات افزایش مییابد. این محققین

یک مقدار بهینه حدود هشت ساعت را برای حذف بیش از ۹۹ درصد از نیترات ورودی با غلظت ۵۰ میلی گرم بر لیتر پیشنهاد دادند. آن‌ها مشاهده کردند که افزایش بیشتر زمان نگهداشت هیدرولیکی به ۱۲ ساعت منجر به بهبود راندمان حذف نمی‌شود. گزارش شده است که در زمانهای نگهداشت هیدرولیکی کم، توده زیستی به خارج از بستر دنیتریفیکاسیون شسته شده و بنابراین باکتری‌های دنیتریفایر برای مدت زمان کوتاه‌تری با سطح منبع کربنی اضافه شده تماس فیزیکی خواهند داشت، به‌طوری‌که می‌تواند منجر به کاهش راندمان حذف نیترات شود (Schipper et al., 2010). همچنین این پژوهشگران تایید نمودند که بسته به نوع منبع کربنی اضافه شده، حداقل زمان نگهداشت هیدرولیکی برای حذف مطلوب نیترات نیز متفاوت است. Deng et al. (2016) نیز تایید نمودند که زمان نگهداشت هیدرولیکی کم منجر به نرخ بارگذاری بیشتر مواد آلی شده که منجر به افزایش غلظت توده زیستی و کاهش غلظت اکسیژن حل شده در محلول خروجی از راکتورهای زیستی می‌شود. پژوهشگران زیادی گزارش کرده‌اند که نرخ حذف نیترات با کاهش زمان نگهداشت هیدرولیکی افزایش می‌یابد (Schipper et al., 2010; Moussavi et al., 2015; Wang et al., 2016). Hoover et al. (2016) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون که از خرده چوب ساخته شده بود، اقدام به حذف نیترات زهاب زهکشی در زمان ماند هیدرولیکی ۲ تا ۲۴ ساعت نمودند. نتایج نشان داد که با افزایش زمان ماند هیدرولیکی، میزان کاهش غلظت NO_3–N از ۸ به ۵۵ درصد افزایش می‌یابد. Nordström and Herbert (2017) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون از مخلوط خرده چوب درخت کاج و لجن فاضلاب استفاده کردند و میزان دنیتریفیکاسیون را در دو زمان ماند هیدرولیکی متفاوت (۶۴-۵۸/۲ ساعت و ۲۰/۶-۱۸/۷ ساعت) مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که در زمان ماند هیدرولیکی ۶۴-۵۸/۲ ساعت غلظت نیترات حدود ۳۰ میلی‌گرم در لیتر کاهش یافت ولی در زمان ماند هیدرولیکی ۲۰/۶-۱۸/۷ ساعت فرایند حذف نیترات کامل انجام نشد.

۱۱- تاثیر پارامترهای هیدرولیکی بر میزان دنیتریفیکاسیون در راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

Hashemi et al. (2011) تأثیر شدت جریان عبوری از فیلترهای زیستی بر میزان کاهش نیترات آب زهکشی در ستون‌های آزمایشگاهی و همچنین تأثیر بار فشاری ورودی بر عملکرد دیواره دنیتریفیکاسیون را بررسی کردند. نتایج نشان داد که افزایش بار فشاری ورودی در این آزمایش تاثیر کمی بر روی مقدار حذف نیترات داشته است ولی با افزایش هد و افزایش سرعت جریان عبوری میزان نیترات حذف شده کاهش می‌یابد. Lin et al. (2008) گزارش کردند که افزایش نرخ بارگذاری هیدرولیکی به بیش از ۰/۰۴ متر در روز منجر به افت شدید نرخ حذف نیترات می‌شود. Tangsir et al. (2017) گزارش کردند که در بسترهای حاوی باگاس نیشکر، همبستگی مثبتی بین شدت جریان حجمی خروجی و نرخ حذف نیترات وجود دارد در حالی‌که در بسترهای فاقد باگاس نیشکر همبستگی منفی بین شدت جریان حجمی خروجی و نرخ حذف نیترات مشاهده می‌شود. Tangsir et al. (2017) گزارش کردند که حذف مطلوب نیترات مستلزم وقوع بهترین شدت جریان حجمی خروجی است و همیشه افزایش نرخ حذف نیترات با این مشخصه هیدرولیکی رابطه مستقیم ندارد. Tangsir et al. (2017) گزارش کردند که افزایش طول در بسترهای فاقد باگاس نیشکر منجر به بهبود راندمان و کاهش نرخ حذف نیترات شده است و دلیل افزایش راندمان حذف نیترات با افزایش طول بستر را، افزایش زمان نگهداشت هیدرولیکی بیان نمودند. Ghane et al. (2015) افزایش طول بستر را، راه‌حلی برای طولانی نمودن زمان نگهداشت هیدرولیکی و در نهایت جریان خروجی با غلظت نیترات کمتر پیشنهاد دادند. Robertson and Merkley (2009) در یک راکتور زیستی دنیتریفیکاسیون تاثیر سرعت جریان را بر میزان دنیتریفیکاسیون بررسی کردند. نتایج نشان داد که حذف توده نیترات با افزایش سرعت جریان افزایش می‌یابد تا زمانی که نرخ حذف نیترات متوقف نشود.

۱۲-تاثیر شوری بر میزان دنیتریفیکاسیون در راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون

شوری بالا یک مشکل کلیدی است که برروی فرایند تصفیه بیولوژیکی فاضلاب تاثیرگزار است (Chen et al., 2016). در چند سال اخیر چندین تحقیق در زمینه تاثیر شوری بر روی فعالیت میکروارگانیسم‌ها در بیواکتورها انجام شده که بیانگر این مطلب است که شوری بالا در فاضلاب می‌تواند منجر به تخریب تعادل آنزیم‌های تجزیه کننده و همچنین منجر به کاهش فعالیت سلولی و پلاسموزیس شدن سلول شود (Rietz and Haynes,

2003). Bassin et al. (2012) گزارش کردند که تنش شوری با تغییر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی جمعیت‌های میکروبی می‌تواند بر عملکرد دنیتریفیکاسیون موثر باشد. Wu et al. (2008) در مکان‌های ماندابی اشباع شده از فاضلاب، پتانسیل دنیتریفیکاسیون را در سطوح شوری مختلف مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج تحقیق آن‌ها کاهش پتانسیل دنیتریفیکاسیون را در بالاترین سطح شوری نشان داد. تعداد زیادی از مطالعات که در خاکهای باتلاقی انجام شده، نشان داد که افزایش شوری منجر به کاهش نرخ معدنی شدن ازت می‌شود. به‌عبارتی شوری منجر به تنش بیولوژیکی جوامع میکروبی شده و درنهایت منجر به کاهش جمعیت میکروبی و عملکرد ضعیف جوامع میکروبی موجود می‌شود (Jackson and Vallaire, 2009). Jafari et al. (2015) عملکرد یک راکتور بیولوژیکی چرخشی را برای حذف نیترات در چندین سطح شوری بررسی کردند. این پژوهشگران مشاهده کردند که در شروع آزمایش، دنیتریفیکاسیون تابعی از شوری است به‌طوری‌که با افزایش شوری راندمان حذف نیترات کاهش یافته و با گذشت چند روز از آزمایش مجددا به شرایط پایدار (کاهش۱۰۰درصد نیترات) نزدیک شده است. نتایج این مطالعه نشان داد که دنیتریفایرهای موجود در راکتور در محدوده زمانی معینی به تنش شوری مقاوم و قادر به تکرار شرایط متابولیکی برای فرایند دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی شدند. Di Capua et al. (2015) طی مطالعه‌ای به بررسی تاثیر غلظت نمک کلرید سدیم به‌طور هم‌زمان بر روی دنیتریفیکاسیون هتروتروفیک و اتوترفیک برمبنای سولفور و متانول به‌عنوان منبع کربنی آلی پرداختند. این محققین حذف کامل نیترات تا ۳/۵ درصد نمک کلرید سدیم را مشاهده کرده و گزارش نمودند که افزایش غلظت شوری به ۴ و ۵ درصد به‌ترتیب منجر به کاهش راندمان حذف نیترات به ۷۸ و ۴۸ درصد شده است. Kristensen and Jepsen (1991) وقوع فرآیند دنیتریفیکاسیون در حضور۳۰ گرم بر لیتر نمک کلرید سدیم را موفقیت‌آمیز گزارش کردند. به‌علاوه کاهش نسبت C:N در خاک‌های نگهداری شده تحت شوری بالاتر توسط Yuan et al. (2007) گزارش شده است. Zhao et al. (2013) گزارش کردند که تاکنون مطالعات کمی در زمینه بررسی تاثیر شوری بر عملکرد دنیتریفیکاسیون صورت گرفته و هنوز توافق کلی در این زمینه وجود ندارد. Tangsir et al. (2017) به بررسی تاثیر سطوح شوری ۲، ۵ و ۸ دسیزیمنس بر متر، بر عملکرد راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون پرداختند. نتایج نشان داد که کمترین راندمان حذف نیترات در شوری ۸ دسی‌زیمنس بر متر رخ داد. هم‌چنین این پژوهشگران مشاهده کردند که عملکرد راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون تحت شوری ۲ و ۵ دسیزیمنس بر متر مشابه هم است و گزارش کردند که عملکرد یکسان راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون در سطوح شوری ۲ و ۵ دسی‌زیمنس بر متر، نشان می‌دهد که یک حد بهینه باید برای سطح شوری وجود داشته باشد، به‌طوری‌که بیشتر از آن حد منجر به کاهش عملکرد راکتورهای زیستی می‌شود.

۱۳- تاثیر غلظت نیترات ورودی بر عملکرد راکتورهای زیستی های دنیتریفیکاسیون

Thompson et al. (1995) همبستگی مثبتی بین افزایش غلظت نیترات و سرعت دنیتریفیکاسیون در آب‌های پوشش شده روی باتلاق‌های نمکی مشاهده کردند. Jafari et al. (2015) در تحقیقی به بررسی تاثیر غلظت نیترات بر عملکرد دنیتریفیکاسیون در یک راکتور بیولوژیکی پرداختند. این پژوهشگران مشاهده کردند که با افزایش غلظت نیترات ورودی از ۱۵۰۰ به ۱۷۵۰ میلیگرم در لیتر، راندمان حذف نیترات از ۹۹ درصد به ۸۸ درصد کاهش یافته است. هم‌چنین این پژوهشگران گزارش کردند که با افزایش نرخ بارگذاری نیترات تا ۳/۵۶ کیلوگرم بر مترمکعب بر روز، نرخ حذف نیترات به‌طور خطی به ۳/۶ کیلوگرم بر مترمکعب بر روز افزایش میابد و افزایش بیشتر نرخ بارگذاری نیترات، منجر به افت نرخ حذف نیترات می‌شود. آن‌ها این روند کاهش را به بارگذاری بیش از حد راکتورهای زیستی نسبت دادند. Moussavi et al. (2015) کاهش راندمان و نرخ حذف نیترات با افزایش غلظت نیترات ورودی را به تکمیل حداکثر ظرفیت میکرو ارگانیسم‌ها برای کاهش بیشتر نیترات ورودی نسبت دادند. Tangsir et al. (2017) به بررسی تاثیر غلظت نیترات بر عملکرد راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون پرداختند. نتایج نشان داد که با افزایش غلظت نیترات ورودی تا ۸۰ میلی‌گرم در لیتر، نرخ حذف نیترات و راندمان حذف نیترات افزایش یافت ولی افزایش غلظت نیترات ورودی به بیشتر از ۸۰ میلی‌گرم در لیتر کاهش نرخ حذف نیترات و راندمان حذف نیترات را در پی داشت. Hashemi et al. (2011) به بررسی دو غلظت نیترات ورودی

در راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون پرداختند. نتایج آن‌ها نشان داد که با افزایش غلظت نیترات ورودی از ۴۰ به ۱۶۰ میلی‌گرم در لیتر میزان افزایش حذف نیترات افزایش یافت که آن را به افزایش فعالیت میکرواورگانیسمها نسبت دادند.

۱۴- نتیجه‌گیری

استفاده از راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون برای تصفیه زهاب کشاورزی، از زمانی که ابداع شد، راه زیادی را پیموده است. قدیمی‌ترین راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون حدود دو دهه عمر دارد؛ با این‌وجود، این مدت هنوز برای تامین اطلاعات برای کمک به درک کافی و پیش بینی عملکرد طولانی مدت راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون کافی نیست. در میان طیف وسیع روش‌های پاک‌سازی، روش راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون روش بسیار امیدبخشی به‌نظر می رسد و کماکان سوالات بسیاری برای تحقیقات بیشتر و عمیق‌تر وجود دارد. با توجه به آن‌چه در این مقاله آمده است، تکنولوژی راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون کارایی بالایی در حذف نیترات از زهاب کشاورزی دارد. همچنین با توجه به عدم نیاز به مصرف انرژی، فراوان بودن مواد کربنی، کم بودن هزینه آن و اثر بخش بودن، راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون به‌عنوان یک تکنولوژی پایدار در تصفیه زهاب کشاورزی مطرح است. بنابراین با توجه به مزایای راکتورهای زیستی دنیتریفیکاسیون، تجربه‌های موفق استفاده از آن در دنیا و آلودگی نیتراتی آب های سطحی و زیرزمینی کشور، در ایران نیز می توان از این سیستم با کارکرد بالا برای تصفیه سفرهای آب زیرزمینی آلوده به نیترات و زهاب کشاورزی استفاده کرد و به‌این صورت از آلوده شدن آب‌های سطحی جلوگیری نمود. در پایان ذکر این نکته ضروری است که ایران نیز با توجه به پتانسیل‌های موجود (فراوان بودن و در دسترس بودن مواد کربنی از قبیل کاه جو، گندم، برگ درخت خرما و خاک اره)، میتواند با برنامه‌ریزی لازم در جهت نایل شدن به پیشرفت های مناسب و در خور، در این راه گام بردارد و یک پروژه تصفیه زهاب کشاورزی را در مقیاس بزرگ به مرحله اجرا درآورد.

۱۵- پی‌نوشت‌ها

1- Methmoglobinemia
2- Blue baby syndrome
3- Adenosine triphosphate
4- Biodegradable polymer
5- Polycaprolactone (PCL)

۱۶- مراجع

احمدپری، ه.، (۱۳۹۶)، "بررسی تأثیر سطح مقاطع هیدرولیکی مختلف حوضچه‌های دنیتریفیکاسیون در میزان حذف نیترات از زهاب کشاورزی"، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، گروه آبیاری و زهکشی، پردیس ابوریحان دانشگاه تهران، تهران.

تنگسیر، س.، (۱۳۹۶)، "تأثیر شوری آب آبیاری بر عملکرد دیوار دنیتریفیکاسیون کربنی در حذف نیترات زهاب زهکش‌های زیرزمینی"، رساله دکتری، گروه علوم مهندسی آب، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز.

مقیمی، ن.، (۱۳۹۴)، "بررسی عملکرد باگاس نیشکر در کاهش نیترات خروجی از زهاب زهکش‌های زیرزمینی"، پایان نامه کارشناسی ارشد، گروه علوم مهندسی آب، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز.

هاشمی، م.، ناصری، ع.ع.، تکدستان، ا.، (۱۳۹۶)، "بررسی کارایی جاذب باگاس نیشکر در حذف نیترات از زهاب خروجی کشاورزی"، *علوم و مهندسی آبیاری*، ۴۰(۳)، ۱-۱۰.

هاشمی گرمدره، س. ا.، (۱۳۹۰)، "بررسی عملکرد فیلترهای کربنی در حذف نیترات از زهآب زهکش‌های زیرزمینی"، رساله دکتری، گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان.

Bassin, J.P., Kleerebezem, R., Rosado, A.S., van Loosdrecht, M.M., and Dezotti, M., (2012), "Effect of different operational conditions on biofilm development, nitrification, and nitrifying microbial population in moving-bed biofilm reactors", *Environmental Science and Technology*, 46(3), 1546-1555.

Beckman, M., (2005), *Nitrogen status and risk of nitrification in two clear-cut areas in southwest Sweden*, UPTEC, ISSN 1401-576.

Bernet, N., Dangcong, P., Delgenès, J.P. and Moletta, R., (2001) "Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor", *Journal of Environmental Engineering*, 127(3), 266-271.

Boley, A., Mergaert, J., Muller, C., Lebrenz, H., Cnockaert, M.C., Müller, W.R., and Swings, J., (2003), "Denitrification and pesticide elimination in drinking water treatment with the biodegradable polymer poly (ϵ-caprolactone) (PCL)", *Clean Soil, Air, Water*, 31(3), 195-203.

Boley, A., Müller, W.R., and Haider, G., (2000),

Engineering, 139(9), 699-709.
Christianson, L.E., Bhandari, A., and Helmers, M.J., (2011), "Pilot-scale evaluation of denitrification drainage bioreactors: Reactor geometry and performance", *Journal of Environmental Engineering*, 137(4), 213-220.
Damaraju, S., Singh, U.K., Sreekanth, D., and Bhandari, A., (2015), "Denitrification in biofilm configured horizontal flow woodchip bioreactor: Effect of hydraulic retention time and biomass growth", *Ecohydrology and Hydrobiology*, 15(1), 39-48.
David, M.B., Gentry, L.E., Cooke, R.A., and Herbstritt, S.M. (2016), "Temperature and substrate control woodchip bioreactor performance in reducing tile nitrate loads in east-central Illinois", *Journal of environmental quality*, 45(3), 822-829.
Della Rocca, C., Belgiorno, V., and Meriç, S., (2007), "Overview of in-situ applicable nitrate removal processes", *Desalination*, 204(1-3), 46-62".
Deng, L., Guo, W., Ngo, H.H., Zhang, X., Wang, X.C., Zhang, Q., and Chen, R., (2016), "New functional biocarriers for enhancing the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor–membrane bioreactor system", *Bioresource Technology*, 208(1 Mar.), 87-93.
Di Capua, F., Papirio, S., Lens, P.N., and Esposito, G., (2015), "Chemolithotrophic denitrification in biofilm reactors", *Chemical Engineering Journal*, 280(15 Nov.), 643-657.
Dodla, S.K., Wang, J.J., DeLaune, R.D., and Cook, R.L., (2008), "Denitrification potential and its relation to organic carbon quality in three coastal wetland soils", *Science of the Total Environment*, 407(1), 471-480.
Elgood, Z., Robertson, W.D., Schiff, S.L., and Elgood, R., (2010), "Nitrate removal and greenhouse gas production in a stream-bed denitrifying bioreactor", *Ecological Engineering*, 36(11), 1575-1580.
Ghane, E., Fausey, N. R., and Brown, L.C. (2014), "Non-darcy flow of water through woodchip media", *Journal of Hydrology*, 519(27 Nov.), 3400-3409.
Ghane, E., Fausey, N.R., and Brown, L.C. (2015), "Modeling nitrate removal in a denitrification bed", *Water Research*, 71(15 Mar.), 294-305.
Ghane, E., Feyereisen, G.W., Rosen, C.J., Sadowsky, M.J., and Christianson, L.E., (2016), "Performance of denitrification beds for removing nitrate from drainage water at cold temperatures", *10th International Drainage Symposium Conference*, 6-9 September, Minneapolis, Minnesota, pp. 1-4, American Society of Agricultural and Biological Engineers.
Gibert, O., Pomierny, S., Rowe, I., and Kalin, R.M., "Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems", Aquacultural Engineering, 22(1), 75-85.
Brix, H., Arias, C.A., and Johansen, N.H., (2003), "Experiments in a two-stage constructed wetland system: Nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal", *Wetlands-Nutrients, Metals and Mass Cycling*, Netherlands, University of Leiden, pp. 237-258.
Bucco, S., Padoin, N., Netto, W. S., and Soares, H.M., (2014), "Drinking water decontamination by biological denitrification using fresh bamboo as inoculum source", *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 37(10), 2009-2017.
Calderer, M., Marti, V., De Pablo, J., Guivernau, M., Prenafeta-Boldɣ, F.X., and Viñas, M., (2014), "Effects of enhanced denitrification on hydrodynamics and microbial community structure in a soil column system", *Chemosphere*, 111(1 Sep.), 112-119.
Cambardella, C.A., Moorman, T.B., Parkin, T.B., Karlen, D.L., Novak, J.M., Turco, R.F., and Konopka, A.E., (1994), "Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils", *Soil Science Society of America Journal*, 58(5), 1501-1511.
Cameron, S.G., and Schipper, L.A., (2011), "Evaluation of passive solar heating and alternative flow regimes on nitrate removal in denitrification beds", *Ecological Engineering*, 37(8), 1195-1204.
Cameron, S.G., and Schipper, L.A., (2010), "Nitrate removal and hydraulic performance of organic carbon for use in denitrification beds", *Ecological Engineering*, 36(11), 1588-1595.
Cameron, S.G., and Schipper, L.A., (2012), "Hydraulic properties, hydraulic efficiency and nitrate removal of organic carbon media for use in denitrification beds", *Ecological Engineering*, 41(1 Apr.), 1-7.
Chen, J., Han, Y., Wang, Y., Gong, B., Zhou, J., and Qing, X., (2016) "Start-up and microbial communities of a simultaneous nitrogen removal system for high salinity and high nitrogen organic wastewater via heterotrophic nitrification", *Bioresource Technology*, 216(1 Sep.), 196-202.
Christianson, L., Bhandari, A., Helmers, M., Kult, K., Sutphin, T., and Wolf, R., (2012), "Performance evaluation of four field-scale agricultural drainage denitrification bioreactors in Iowa", *Transactions of the ASABE*, 55(6), 2163-2174.
Christianson, L., Christianson, R., Helmers, M., Pederson, C., and Bhandari, A., (2013), "Modeling and calibration of drainage denitrification bioreactor design criteria", *Journal of Irrigation and Drainage*

Jafari, S.J., Moussavi, G. and Yaghmaeian, K., (2015), "High-rate biological denitrification in the cyclic rotating-bed biological reactor: effect of, nitrate concentration and salinity and the phylogenetic analysis of denitrifiers", *Bioresource Technology*, 197(1 Dec.), 482-488.

Jaynes, D.B., and Thorp, K., (2008), "Potential water quality impact of drainage water management in the Midwest cornbelt", *ASABE Annual Meeting, Providence*, RI. Paper No. 084566.

Kristensen, G.H., and Jepsen, S.E., (1991), "Biological Denitrification of Waste Water from Wet Lime–Gypsum Flue Gas Desulphurization Plants", *Water Science and Technology*, 23(4-6), 691-700.

Lepine, C., Christianson, L., Sharrer, K. and Summerfelt, S., (2016), "Optimizing hydraulic retention times in denitrifying woodchip bioreactors treating recirculating aquaculture system wastewater", *Journal of Environmental Quality*, 45(3), 813-821.

Li, R., Feng, C., Chen, N., Zhang, B., Hao, C., Peng, T., and Zhu, X., (2014), "A bench-scale denitrification wall for simulating the in-situ treatment of nitrate-contaminated groundwater", *Ecological Engineering*, 73(1 Dec.), 536-544.

Li, R., Feng, C., Xi, B., Chen, N., Jiang, Y., Zhao, Y., and Zhao, B., (2017), "Nitrate removal efficiency of a mixotrophic denitrification wall for nitrate-polluted groundwater in situ remediation", *Ecological Engineering*, 106(1 Drc.), 523-531.

Li, T., Li, W., Feng, C., and Hu, W., (2017), "In-situ biological denitrification using pretreated maize stalks as carbon source for nitrate-contaminated groundwater remediation", *Water Science and Technology: Water Supply*, 17(1 Sep.), 1-9.

Liang, X., Lin, L., Ye, Y., Gu, J., Wang, Z., Xu, L., and Tian, G., (2015), "Nutrient removal efficiency in a rice-straw denitrifying bioreactor", *Bioresource Technology*, 198(1 Dec.), 746-754.

Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Chang, Y.F. and Shih, K.C., (2008), "Nitrate removal from groundwater using constructed wetlands under various hydraulic loading rates", *Bioresource Technology*, 99(16), 7504-7513.

Long, L.M., Schipper, L.A. and Bruesewitz, D.A., (2011), "Long-term nitrate removal in a denitrification wall", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140(3), 514-520.

Luo, G., Li, L., Liu, Q., Xu, G., and Tan, H., (2014), "Effect of dissolved oxygen on heterotrophic denitrification using poly (butylene succinate) as the carbon source and biofilm carrier", *Bioresource Technology*, 171(1 Nov.), 152-158.

McCleaf, P.R. and Schroeder, E.D., (1995), (2008), "Selection of organic substrates as potential reactive materials for use in a denitrification permeable reactive barrier (PRB)", *Bioresource Technology*, 99(16), 7587-7596.

Gilchrist, M., Winyard, P.G., and Benjamin, N., (2010), "Dietary nitrate–good or bad?", *Nitric Oxide*, 22(2), 104-109.

Greenan, C.M., Moorman, T.B., Kaspar, T.C., Parkin, T.B., and Jaynes, D.B., (2006), "Comparing carbon substrates for denitrification of subsurface drainage water", *Journal of Environmental Quality*, 35(3), 824-829.

Hartz, T., Smith, R., Cahn, M., Bottoms, T., Bustamante, S., Tourte, L., and Coletti, L., (2017), "Wood chip denitrification bioreactors can reduce nitrate in tile drainage", *California Agriculture*, 71(1), 41-47.

Hashemi, S.E., Heidarpour, M., and Mostafazadeh-Fard, B., (2011), "Nitrate removal using different carbon substrates in a laboratory model", *Water Science and Tec*hnology, 63(11), 2700-2706.

Healy, M.G., Ibrahim, T.G., Lanigan, G.J., Serrenho, A.J., and Fenton, O., (2012), "Nitrate removal rate, efficiency and pollution swapping potential of different organic carbon media in laboratory denitrification bioreactors", *Ecological Engineerin*g, 40(1 Mar.), 198-209.

Healy, M.G., Rodgers, M., and Mulqueen, J., (2006), "Denitrification of a nitrate-rich synthetic wastewater using various wood-based media materials", *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 41(5), 779-788.

Herbstritt, S., (2014), "Environmental tradeoffs of denitrifying woodchip bioreactors", Graduate Dissertations and Theses at Illinois.www.ideals.illinois.edu/handle/2142/49622.

Hernandez-Apaolaza, L., and Guerrero, F., (2008), "Comparison between pine bark and coconut husk sorption capacity of metals and nitrate when mixed with sewage sludge", *Bioresource Technology*, 99(6), 1544-1548.

Hill, A.R., and Cardaci, M., (2004), "Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and subsurface sediments", *Soil Science Society of America Journal*, 68(1), 320-325.

Hoover, N.L., Bhandari, A., Soupir, M.L., and Moorman, T.B., (2016), "Woodchip denitrification bioreactors: Impact of temperature and hydraulic retention time on nitrate removal", *Journal of Environmental Quality*, 45(3), 803-812.

Jackson, C.R., and Vallaire, S.C., (2009), "Effects of salinity and nutrients on microbial assemblages in Louisiana wetland sediments", *Wetlands*, 29(1), 277-287.

Robertson, W.D., Vogan, J.L. and Lombardo, P.S., (2008), "Nitrate removal rates in a 15-year-old permeable reactive barrier treating septic system nitrate", *Groundwater Monitoring and Remediation*, 28(3), 65-72.

Schipper, L., (2012), "Denitrifying bioreactors: A synthesis of removal rates, controls and utility", *Workshop at the 2012 Land Grant and Sea Grant National Water Conference*, University of Waikato, New Zealand.

Schipper, L., (2013), https://www.sciencelearn.org.nz/images/886-denitrification-wall-diagram

Schipper, L.A., and McGill, A., (2008), "Nitrogen transformation in a denitrification layer irrigated with dairy factory effluent", *Water Research*, 42(10), 2457-2464.

Schipper, L.A., Robertson, W.D., Gold, A.J., Jaynes, D.B. and Cameron, S.C., (2010), "Denitrifying bioreactors,—An approach for reducing nitrate loads to receiving waters", *Ecological Engineering*, 36(11), 1532-1543.

Tangsir, S., Moazed, H., Naseri, A.A., Garmdareh, S.E.H., Broumand-nasab, S., and Bhatnagar, A., (2017), "Investigation on the performance of sugarcane bagasse as a new carbon source in two hydraulic dimensions of denitrification beds", *Journal of Cleaner Production*, 140(1), 1176-1181.

Thompson, S.P., Paerl, H.W., and Go, M.C., (1995), "Seasonal patterns of nitrification and denitrification in a natural and a restored salt marsh", *Estuaries*, 18(2), 399-408.

Ueda, T., Shinogi, Y., and Yamaoka, M., (2006), "Biological nitrate removal using sugar-industry wastes", *Paddy and Water Environment*, 4(3), 139-144.

Van Driel, P.W., Robertson, W.D., and Merkley, L.C., (2006), "Denitrification of agricultural drainage using wood-based reactors", *Transactions of the ASABE*, 49(2), 565-573.

Van Rijn, J., Tal, Y. and Schreier, H.J., (2006), "Denitrification in recirculating systems: Theory and applications", *Aquacultural Engineering*, 34(3), 364-376.

Wang, J. and Chu, L., (2016), "Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process", *Biotechnology Advances*, 34(6), 1103-1112.

Wang, Q., Feng, C., Zhao, Y. and Hao, C., (2009), "Denitrification of nitrate contaminated groundwater with a fiber-based biofilm reactor", *Bioresource Technology*, 100(7), 2223-2227.

Warneke, S., Schipper, L.A., Matiasek, M.G., Scow, K.M., Cameron, S., Bruesewitz, D.A., "Denitrification using a membrane-immobilized biofilm", *Journal of the American Water Works Association*, 87(3), 77-86.

Moorman, T.B., Parkin, T.B., Kaspar, T.C. and Jaynes, D.B., (2010), "Denitrification activity, wood loss, and N 2 O emissions over 9 years from a wood chip bioreactor", *Ecological Engineering*, 36(11), 1567-1574.

Moussavi, G., Jafari, S.J. and Yaghmaeian, K., (2015), "Enhanced biological denitrification in the cyclic rotating bed reactor with catechol as carbon source", *Bioresource Technology*, 189(1 Aug.), 266-272.

Nordström, A., and Herbert, R.B., (2017), "Denitrification in a low-temperature bioreactor system at two different hydraulic residence times: laboratory column studies", *Environmental Technology*, 38(11), 1362-1375.

Reising, A.R., and Schroeder, E.D., (1996), "Denitrification incorporating microporous membranes", *Journal of Environmental Engineering*, 122(7), 599-604.

Rietz, D.N., and Haynes, R.J., (2003), "Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity", *Soil Biology and Biochemistry*, 35(6), 845-854.

Rivett, M.O., Buss, S.R., Morgan, P., Smith, J.W. and Bemment, C.D., (2008), "Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes, *Water Research*, 42(16), 4215-4232.

Robertson, L.A., and Kuenen, J.G., (1984), "Aerobic denitrification - old wine in new bottles", *Groundwater Monitoring and Remediation*, 50(5-6), 525-544.

Robertson, W.D., Ptacek, C.J., and Brown, S.J., (2007), "Geochemical and hydrogeological impacts of a wood particle barrier treating nitrate and perchlorate in ground water", *Groundwater Monitoring and Remediation*, 27(2), 85-95.

Robertson, W.D. and Cherry, J.A., (1995), "In situ denitrification of septic system nitrate using reactive porous media barriers: field trials", *Groundwater*, 33(1), 99-111.

Robertson, W.D. and Merkley, L.C., (2009), "In-stream bioreactor for agricultural nitrate treatment", ",, 38(1), 230-237.

Robertson, W.D. and Merkley, L.C., (2009), "In-stream bioreactor for agricultural nitrate treatment", *Journal of Environmental Quality*, 38(1), 230-237.

Robertson, W.D., Ford, G.I. and Lombardo, P.S., (2005), "Wood-based filter for nitrate removal in septic systems", *Transactions of the ASAE*, 48(1), 121-128.

and McDonald, I.R., (2011), "Nitrate removal, communities of denitrifiers and adverse effects in different carbon substrates for use in denitrification beds", *Water Research*, 45(17), 5463-5475.

Warneke, S., Schipper, L.A., Bruesewitz, D.A., and Baisden, W.T., (2011), "A comparison of different approaches for measuring denitrification rates in a nitrate removing bioreactor", *Water Research*, 45(14), 4141-4151.

Wu, Q., Zheng, C., Zhang, J., and Zhang, F., (2017), "Nitrate removal by a permeable reactive barrier of Fe0: A model-based evaluation", *Journal of Earth Science*, 28(3), 447-456.

Wu, W., Yang, L., and Wang, J., (2013), "Denitrification performance and microbial diversity in a packed-bed bioreactor using PCL as carbon source and biofilm carrier", *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97(6), 2725-2733.

Wu, W., Yang, L., and Wang, J., (2013), "Denitrification using PBS as carbon source and biofilm support in a packed-bed bioreactor", *Environmental Science and Pollution Research*, 20(1), 333-339.

Wu, Y., Tam, N.F.Y., and Wong, M.H., (2008), "Effects of salinity on treatment of municipal wastewater by constructed mangrove wetland microcosms", *Marine Pollution Bulletin*, 57(6), 727-734.

Yuan, B.C., Li, Z.Z., Liu, H., Gao, M., and Zhang, Y.Y., (2007), "Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions", *Applied Soil Ecology*, 35(2), 319-328.

Zhao, W., Wang, Y., Liu, S., Pan, M., Yang, J., and Chen, S., (2013), "Denitrification activities and N_2O production under salt stress with varying COD/N ratios and terminal electron acceptors", *Chemical Engineering Journal*, 215(15 Jan.), 252-260.